



La problématique de l'évaluation environnementale des produits à partir de l'analyse de leur cycle de vie et de leur "écobilan"

Guy Landrieu

► To cite this version:

Guy Landrieu. La problématique de l'évaluation environnementale des produits à partir de l'analyse de leur cycle de vie et de leur "écobilan". 2. Symposium International sur la Présentation du bois, Feb 1993, Cannes-Mandelieu, France. ineris-00971861

HAL Id: ineris-00971861

<https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-00971861>

Submitted on 3 Apr 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

EVALUATION ENVIRONNEMENTALE DES PRODUITS : ANALYSES DE CYCLE DE VIE ET ECOBILANS

Guy LANDRIEU

Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques

RESUME

Une évolution des conceptions en matière d'environnement industriel s'est progressivement imposée au cours des dernières années. On a pris conscience du fait que la politique qui fait porter l'effort sur le contrôle des établissements industriels pris un à un et des rejets de certains polluants réglementés, si elle était indispensable, n'était cependant pas suffisante et devait être complétée par d'autres politiques en termes de "filières" ou de "produit".

Pour prendre en compte cette préoccupation, des recherches méthodologiques ont été menées depuis une vingtaine d'années autour de ce qu'on appelle "Life Cycle Analysis" (LCA) dans les pays anglo-saxons, concept auquel se rattache en France la notion d' "écobilan".

Le problème à résoudre est difficile et sa solution se heurte à des difficultés tout à la fois d'ordre théorique et d'ordre pratique. La mise en oeuvre de ces méthodologies reste expérimentale et l'utilisation des résultats doit être prudente. L'auteur préconise pour le court terme une approche réaliste des écobilans et propose des orientations de recherche pour l'avenir.

MOTS CLES

Produit / Environnement / Analyse du cycle de vie / Ecobilan / Impact

SOMMAIRE

- 1 Les nouveaux enjeux de l'environnement
- 2 Evaluer la "charge environnementale" d'un produit par une analyse de son "cycle de vie"
- 3 Les questions posées par le concept d'écobilan
- 4 Le problème des données
- 5 Les problèmes d'utilisation
- 6 Pour une approche réaliste des écobilans
- 7 Un grand chantier pour l'avenir

LES NOUVEAUX ENJEUX DE L'ENVIRONNEMENT

« On peut s'attendre à ce que la production industrielle augmente de cinq à dix fois d'ici le moment où la population du globe se sera stabilisée au cours du siècle prochain . Une croissance de cette ampleur aura de sérieuses conséquences pour l'avenir des écosystèmes de la planète et de son patrimoine de ressources naturelles ... il convient d'encourager celles des activités industrielles qui sont les plus efficaces du point de vue de l'utilisation des ressources, qui engendrent le moins de pollution et de déchets, qui font appel à des ressources renouvelables plutôt qu'à des ressources non-renouvelables et qui réduisent au minimum les impacts négatifs irréversibles sur la santé des populations et sur l'environnement »

Ces quelques phrases extraites du rapport Brundland de 1987 (cf. réf. 1) expriment une nouvelle perception des rapports entre activité industrielle et environnement et une nouvelle vision des stratégies à mettre en oeuvre.

Dans la période antérieure, l'objectif principal portait sur le contrôle de certaines unités de production jugées particulièrement polluantes. On prend désormais conscience que chaque activité humaine contribue, dans une certaine mesure, à accroître la pression sur l'environnement.

Au delà d'une politique - qu'il faut maintenir et renforcer - de contrôle des établissements industriels polluants et de réglementation de certains rejets, une approche plus globale est nécessaire ; en effet :

- une action en un point donné d'un processus de production peut générer, ailleurs et indirectement, d'autres pollutions non contrôlées ; il faut une approche "intégrée" ;
- une part importante des pollutions est engendrée, non au niveau de la production, mais à celui de la distribution et de l'utilisation des produits ; il faut penser "cycle de vie" ;
- consommer un produit, c'est aussi employer des ressources non renouvelables ou rares, contribuer à des déséquilibres globaux tels que l'effet de serre, produire des déchets... il faut prendre en considération, outre la pollution, ces autres "facteurs d'impact".

Il s'agit désormais d'intégrer la prise en compte de l'environnement dans les processus de décision des principaux acteurs économiques :

- entreprises industrielles : orientations stratégiques touchant à la nature des produits fabriqués, l'organisation de la production et de la distribution, le recyclage ou le traitement des déchets ; conception de détail de produits ou d'emballages...

- pouvoirs publics : réglementation des caractéristiques ou de l'usage de produits, action sur la consommation par une tarification environnementale, politiques industrielles, orientation de la recherche...
- instances de concertation : normalisation des caractéristiques de produits, information du public par la labellisation d' "éco-produits"...

Avec ces nouvelles préoccupations surgit une demande de nouveaux outils d'analyse.

2 EVALUER LA "CHARGE ENVIRONNEMENTALE" D'UN PRODUIT PAR UNE ANALYSE DE SON "CYCLE DE VIE"

Comment expliciter la relation qui existe entre les pressions exercées sur l'environnement du fait de l'activité économique et les consommations de produits qui, directement ou indirectement, sont à l'origine de ces pressions ? C'est, semble-t-il, à cette question que s'efforce de répondre un courant de recherches autour de ce que H.A. Udo de Haes du Centre of Environmental Science de l'Université de Leiden appelle "environmental life cycle assessment of products" (LCA) et que l'on pourrait traduire par "évaluation environnementale du cycle de vie d'un produit".

un bref historique

L'origine de ces recherches semble remonter à une vingtaine d'année . On dit en effet que les premières études de LCA auraient été réalisées par Coca Cola en 1969, a un moment où l'entreprise se demandait s'il était opportun de remplacer le conditionnement en bouteilles par celui en boites.

Différents travaux ont été réalisés au cours des années 80, notamment outre-Rhin, sur les "Ökobilanzen". Alors que le problème d'environnement qui était au premier plan de l'actualité était celui des déchets, beaucoup de ces études ont porté sur le choix de matériaux d'emballage - on sait que l'emballage peut représenter dans les pays industrialisés de l'ordre de 30% du volume des déchets - et sur l'évaluation des avantages du recyclage (cf. ref. 2 et 3).

Un intérêt pour cette approche s'est fait jour dans de nombreux pays au cours des dernières années. La réalisation de guides méthodologiques a été entreprise aux Etats Unis et aux Pays Bas (cf. ref. 4 et 5). Des séminaires d'échanges et de réflexion ont été organisés par les branches américaine et européenne de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) (cf. ref. 6 et 7). Un bilan des recherches établi par Pedersen et Christiansen pour The Nordic Council of Ministers dresse une liste de plus de 250 références sur le sujet (cf. ref. 8).

Ce courant de recherches, parvenu tardivement en France sous le terme d' "écobilan", y est monté d'un seul coup au devant de la scène, suscitant un très grand intérêt et une très grande attente, avec parfois, il faut l'avouer, un peu de l'enthousiasme du néophyte ¹. Il faut souhaiter que les travaux en cours de la Commission de Normalisation AFNOR "Ecobilan" apportent une clarification. Au risque de rappeler quelques évidences, on s'efforcera ici de contribuer à cette clarification.

le concept d'écobilan

Les différents documents cités ci-dessus décrivent le processus de l'élaboration d'écobilans et le lecteur pourra s'y reporter pour une approche exhaustive. Il n'est possible, dans le cadre de cet exposé, que de résumer le principe de la démarche. On soulignera en liminaire que les concepts manipulés dans ces méthodologies n'ont pas tous été explicités rigoureusement et que la terminologie n'est pas encore totalement fixée.

On appelle cycle de vie d'un produit (bien ou service) l'ensemble constitué par :

- les opérations nécessaires à la fabrication du produit à partir de ressources naturelles puisées dans l'environnement,
- les pratiques d'utilisation,
- le devenir du produit après usage et le rejet de ses résidus dans l'environnement

... ce qu'on illustre par l'image d'un suivi du produit "du berceau à la tombe".

Chacune des phases de la vie du produit entraîne des consommations d'énergie et de ressources naturelles et des émissions dans l'environnement, ce que certains appellent des "facteurs d'impact sur l'environnement". L'ensemble de ces consommations et de ces émissions pour toutes les phases de la vie du produit constitue la "charge environnementale" du produit ².

Pour évaluer la charge environnementale d'un produit, il faut donc analyser toutes les opérations constituant la filière de production, d'utilisation, de destruction du produit, puis procéder de la même façon pour tous les produits entrant

¹ « Projet Ecobilan : ... mettre au point une méthodologie permettant de quantifier, de manière scientifique donc *indiscutable*, l'impact... sur l'environnement. » (extrait d'un appel d'offres).

« Le "bilan écologique" (en abrégé "écobilan") est une *méthode mathématique (donc sans a priori)* déterminant l'influence sur l'environnement... » (déclaration d'une association citée par Info-Déchets n° 110) .

² en anglais "environmental loading" ou "environmental burden".

dans la fabrication du produit étudié... et ainsi de suite, vers l'amont et vers l'aval. En théorie, on doit continuer jusqu'à ce que l'on parvienne à un système où n'entrent et d'où ne sortent que des "flux élémentaires" : prélèvements de ressources naturelles ou rejets finals dans l'environnement. On dresse alors la liste de tous ces flux élémentaires, on les quantifie et on les rapporte à une unité du produit étudié. C'est cet inventaire que l'on appelle "écobilan" du produit.

L'écobilan est donc un vecteur qui a autant de dimensions que l'on considère de facteurs d'impact potentiels. Résultat d'une analyse et d'une quantification, il se veut estimation de la charge environnementale d'un produit.

On notera que la démarche ainsi décrite est tout à fait semblable à celle de l'"analyse énergétique" et au calcul du "contenu énergétique" d'un produit, *"somme des énergies dépensées pour la fabrication d'un produit, y compris les énergies dépensées pour l'élaboration des matériaux ou services intéressant directement ou indirectement l'élaboration de ce produit"*. L'utilisation de ce concept, développé dans les années 70, a notamment fait l'objet d'une norme AFNOR en 1983 (cf. ref. 9).

Du contenu même du concept de charge environnementale, il découle que l'écobilan ne peut constituer un "indicateur" pertinent que pour un certain ordre de problèmes d'environnement industriel. Il agrège, en effet, des rejets émis en divers points de la planète, c'est à dire dans des contextes environnementaux différents ; il additionne, par exemple, les quantités de sel rejetées dans une rivière et celles rejetées directement dans un océan... Pertinent pour prendre en compte des facteurs d'impacts généraux, indépendants des conditions de site (par exemple, rejets de CO₂), il est moins adapté à la prise en compte d'impacts dont la gravité est dépendante des conditions locales ; il n'est plus alors que l'indicateur d'une sorte de "potentiel de risque".

De même, un écobilan agrège-t-il des émissions, ou des consommations de ressources, qui peuvent s'étaler sur de très longues périodes de temps : le cycle de vie d'un produit tel que l'électricité (nucléaire, hydraulique...) en fournit une illustration. L'époque à laquelle est émis un rejet, qui n'est pas prise en compte ici, peut être un paramètre important, par exemple lorsque l'on réfléchit au contrôle de phénomènes tels que l'effet de serre ou l'altération de la couche d'ozone stratosphérique.

3 LES QUESTIONS POSEES PAR LE CONCEPT D'ECOBILAN

Le calcul de l'écobilan d'un produit, comme de tout indicateur, repose sur une reconstruction intellectuelle de la réalité, sur une "modélisation". Passer de la réalité complexe, diverse, fluctuante, évolutive des conditions de production et d'utilisation d'un produit donné à cet indicateur vectoriel qu'est l'écobilan ne peut se faire que par une schématisation nécessairement simplificatrice et réduc-

trice . Comme pour toute modélisation, la validité du résultat de celle-ci dépend de la pertinence de la structure retenue pour le modèle et de la qualité des données.

Le premier exemple d'hypothèse simplificatrice est celui de la linéarité généralisée : on suppose - implicitement - que les facteurs d'impact sont proportionnels aux productions. Or, dans la réalité, il existe souvent des seuils, des effets d'échelle, des discontinuités... Sans mettre en cause l'utilité de telles hypothèses, qui sont la base des modèles économiques, il paraît souhaitable que, plutôt qu'implicites, elles soient explicites ce qui permet de s'assurer que l'on ne sort pas de leur domaine de validité.

Une illustration des problèmes rencontrés est, par exemple, la modélisation de la partie "transports" dans le cycle de vie d'un produit. On sait que le transport automobile est à l'origine d'une part essentielle de la pollution de l'air et notamment des émissions de monoxyde de carbone, d'oxydes d'azote, d'hydrocarbures volatils... Evaluer les émissions qui sont attribuables à la livraison d'une bouteille d'eau minérale jusqu'au détaillant, puis au lieu de consommation et au retour du conditionnement, est donc un élément important de l'écobilan de l'eau minérale. Cela suppose que l'on se fasse une image réaliste de l'organisation des circuits de livraison, des types de véhicules utilisés, du taux de charge moyen de ces véhicules... Par exemple, au regard de l'hypothèse de linéarité évoquée ci-dessus, on notera que l'organisation - acheminement par rail ou par route - dépend des quantités transportées.

La difficulté spécifique d'une telle modélisation - contrairement, par exemple, à la pratique de la modélisation en sciences physiques - est qu'il n'est généralement pas possible, en matière d'écobilan, de tester matériellement la validité du modèle. Si l'on a pu l'esquisser à propos de l'essence sans plomb, il reste tout à fait exceptionnel de pouvoir, par exemple, mettre en relation les variations de concentration dans l'environnement de certains polluants avec les variations de consommation d'un produit donné. Les modèles d'écobilan ont donc, de ce point de vue, un statut proche de celui des modèles économiques.

le système d'étude, sous-ensemble du cycle de vie

En théorie, on devrait analyser la filière de production et d'utilisation d'un produit en allant, vers l'amont et vers l'aval, jusqu'aux "flux élémentaires". En pratique, il n'est pas possible d'aller au bout d'une telle logique. A partir de n'importe quel objet courant, en suivant dans toutes ses ramifications l'"arbre" de la production de ses composants et des matériaux constituant ces composants, on retrouve l'ensemble du système industriel. On découvre en outre des "boucles" - il faut de l'énergie pour produire des matériels et des matériels pour produire de l'énergie - et des renvois en cascade - le flux qui entre comme matière première dans un processus peut être un produit secondaire d'un autre processus...

Les analyses dites de cycle de vie ne peuvent donc porter que sur un sous-ensemble du cycle de vie théorique. Où limiter ce sous-ensemble qui sera le système étudié ? Comment savoir quelles sont les branches de l'arbre de production qui doivent être prises en compte du fait de l'importance de leurs impacts environnementaux ? Dans la logique de l' "analyse du cycle de vie", on ne peut être sûr qu'un élément est négligeable qu'après avoir étudié ses composants... et les composants de ses composants... En l'absence d'une vision générale de l'environnement industriel, on trace donc les limites du système d'étude "en aveugle", c'est à dire sans pouvoir évaluer l'importance de l'erreur qu'on commet en négligeant certaines parties du cycle de vie.

La pratique de beaucoup d'études est de n'examiner que la ligne principale de production d'un produit ; parfois, on remonte d'un niveau (les lignes de production des composants principaux du produit) ; on pousse rarement jusqu'au deuxième niveau... Le Dr. Hohmeyer prend l'exemple de l'isolation d'un logement : il calcule, dans une étude de cas, qu'en limitant l'analyse à la filière principale de production de l'isolant, on ne saisit que moins de 50% des émissions totales de CO₂ et de NO_x du cycle de vie (cf. ref. 10). Bien entendu, complexité et coût des études croissent exponentiellement quand on élargit le système étudié.

Des règles du jeu ont été proposées, comme de négliger les pollutions associées à un composant s'il représente moins de x % du poids du produit final. De telles règles sont commodes mais sont-elles adaptées, d'une part à une réalité industrielle où les produits sont de plus en plus complexes - un grand nombre de composants, chacun ayant un poids relatif faible -, d'autre part à la prise en compte de polluants dont certains peuvent être très nocifs sous des volumes faibles ?

Il convient de remarquer que, dans la pratique des LCA, on omet très généralement de prendre en compte les charges environnementales associées à la production des équipements de production - la centrale électrique, le véhicule de transport... - ainsi qu'à l'activité tertiaire nécessaire à la production - du chauffage des bureaux aux consommations de papier et aux voyages d'affaires... Ce parti systématique peut poser question, dans une économie de plus en plus capitalistique et de plus en plus tertiariée ³.

De même, la pratique générale est de ne pas prendre en compte la charge environnementale impliquée par la mobilisation de main d'oeuvre pour la production. Peut-être faudrait-il réfléchir à la problématique qui sous-tend le choix de prendre ou de ne pas prendre cet élément en compte alors que beaucoup d'analyses voient dans les charges d'entretien de la population du monde le prin-

³ Etudiant les émissions de SO₂ et de NO_x de l'industrie en France, J. M. Breuil estime, par exemple, que celles liées à la production de biens d'équipement sont globalement de l'ordre de 20% de celles liées à la production de biens de consommation (cf. ref. 11). Ce pourcentage est bien entendu supérieur dans certains secteurs d'activité.

cial facteur de pression sur l'environnement et que l'on souligne l'importance des variations de ce facteur dans différents contextes ⁴. Le poids des déplacements domicile-travail, par exemple, qui est certainement un important facteur de charge environnementale, varie suivant l'activité de production.

Ces considérations peuvent paraître quelque peu théoriques. Cependant les écobilans sont destinés à préparer des choix industriels. En matière d'environnement comme en matière économique, lorsqu'on omet dans les calculs certains postes de coût, il vaut mieux le faire en étant conscient du fait que l'on risque de biaiser les conclusions .

la modélisation du système

Les frontières du système - c'est à dire du sous-ensemble du cycle de vie auxquelles on borne l'étude - ayant été choisies, la phase suivante de l'évaluation d'un écobilan est la modélisation de ce système.

On découpe la filière du produit en sous-systèmes ou "blocs" correspondant aux différentes étapes de production et d'utilisation. A chaque étape, on évalue les consommations de ressources et les émissions qui lui sont associées et on les rapporte à l'output de l'étape, qui peut être, soit le produit lui-même à différents stades de transformation, soit un des ses composants.

Le principe est donc simple. Le problème, à ce niveau, tient au fait que, dans les systèmes industriels modernes très intégrés - intégration qui résulte d'ailleurs de la recherche du meilleur emploi des ressources - beaucoup d'unités de production produisent simultanément plusieurs outputs : non seulement le produit étudié ou bien l'un de ses composants, mais également d'autres produits, se plaçant sur d'autres marchés, répondant à d'autres besoins. La charge environnementale relative à une telle unité et à celles situées en amont n'est plus associée alors à un seul produit mais, globalement, à un ensemble de produits liés.

Un exemple banal concerne la fin du cycle de vie de nombreux produits. C'est celui des centrales d'incinération d'ordures ménagères - telles qu'il s'en trouve dans de nombreuses villes - qui fournissent trois "produits" : de l'électricité, de la chaleur, un service de destruction des déchets, ces déchets étant eux-mêmes d'origines multiples.

La pratique habituelle des études d'écobilan est de répartir entre les divers produits-output d'une étape les charges environnementales relatives à cette étape et à celles situées en amont en appliquant des règles conventionnelles, par

⁴ D'une certaine façon, faire vivre quelqu'un produit en moyenne 10 fois plus de CO₂ aux Etats Unis que dans le Tiers Monde...

exemple proportionnellement au poids des produits ou bien à leur valeur marchande. C'est une pratique commode, mais il faut s'interroger sur son sens ⁵.

L'objectif est-il d'évaluer comment évolueraient réellement les charges environnementales si l'on faisait varier la demande du produit étudié ? Il conviendrait alors d'imputer à chaque co-produit du produit étudié, non pas une charge "conventionnelle", mais la charge environnementale réelle qui résulterait du recours à un procédé alternatif de production de ce co-produit. Dans l'exemple précédent, en incinérant moins de déchets, on diminuerait la charge environnementale de l'usine d'incinération mais on augmenterait la charge environnementale de production d'électricité nucléaire et celle d'une centrale à charbon de production de chaleur. Il est vrai qu'une telle approche, si on l'appliquait en cascade, ferait croître exponentiellement le nombre de filières à étudier et la complexité des études...⁶

Eu égard aux coûts d'étude - les études elles-mêmes ont une charge environnementale... -, on peut être tenté de réserver l'approche "marginaliste" ci-dessus à la préparation de choix majeurs. Pour des choix d'importance mineure, on peut défendre que le recours à des règles d'affectation arbitraires, s'il donne des résultats faux au cas par cas, oriente du moins "statistiquement" les décisions dans la bonne direction. Il faudrait alors tester les règles conventionnelles d'affectation des charges environnementales dans cette optique.

les effets induits

Ce que beaucoup de décideurs ont dans l'esprit, nous semble-t-il, lorsqu'ils demandent l'écobilan d'un produit P, c'est, si on l'exprime en termes un peu plus formels, une évaluation de la variation ΔC de la charge environnementale qui résulterait d'une variation ΔQ de la quantité, produite et consommée, du produit P. Il n'est peut-être pas inutile de rappeler que l'écobilan ne leur donne qu'une partie de la réponse à cette question.

⁵ Le recours à de telles règles conventionnelles de répartition des charges environnementales donne aux écobilans le caractère d'une comptabilité analytique. On citera l'article sur ce sujet de M. R. Maury (in Enc. Univ.) à propos du problème de la répartition des charges entre différents produits : *"Ce problème ne connaît pas de solution définitive. Depuis 1928..., les spécialistes discutent des mérites et des inconvénients respectifs de plusieurs procédures de calcul, dont aucune n'est parvenue à éliminer l'arbitraire. En ce sens, un prix de revient industriel reste nécessairement un résultat subjectif."*

Les résultats d'un écobilan varieront suivant les conventions adoptées pour la répartition des charges environnementales. Ils peuvent même varier, avec une même convention de répartition, simplement en fonction de la façon dont on regroupe les différents "blocs" correspondant aux étapes de la filière de production...

⁶ Il serait intéressant d'examiner ce que des outils tels que ceux utilisés en programmation linéaire pourraient apporter à de telles approches.

En effet, les études d'écobilan classiques ne considèrent que deux ensembles - l'environnement \mathbb{E} , le système du produit \mathbb{S} - et procèdent à une estimation de la variation $\Delta C_{\mathbb{S}}$ des échanges entre ces deux ensembles. Elles tâchent ainsi d'appréhender un effet direct de variation de la charge environnementale.

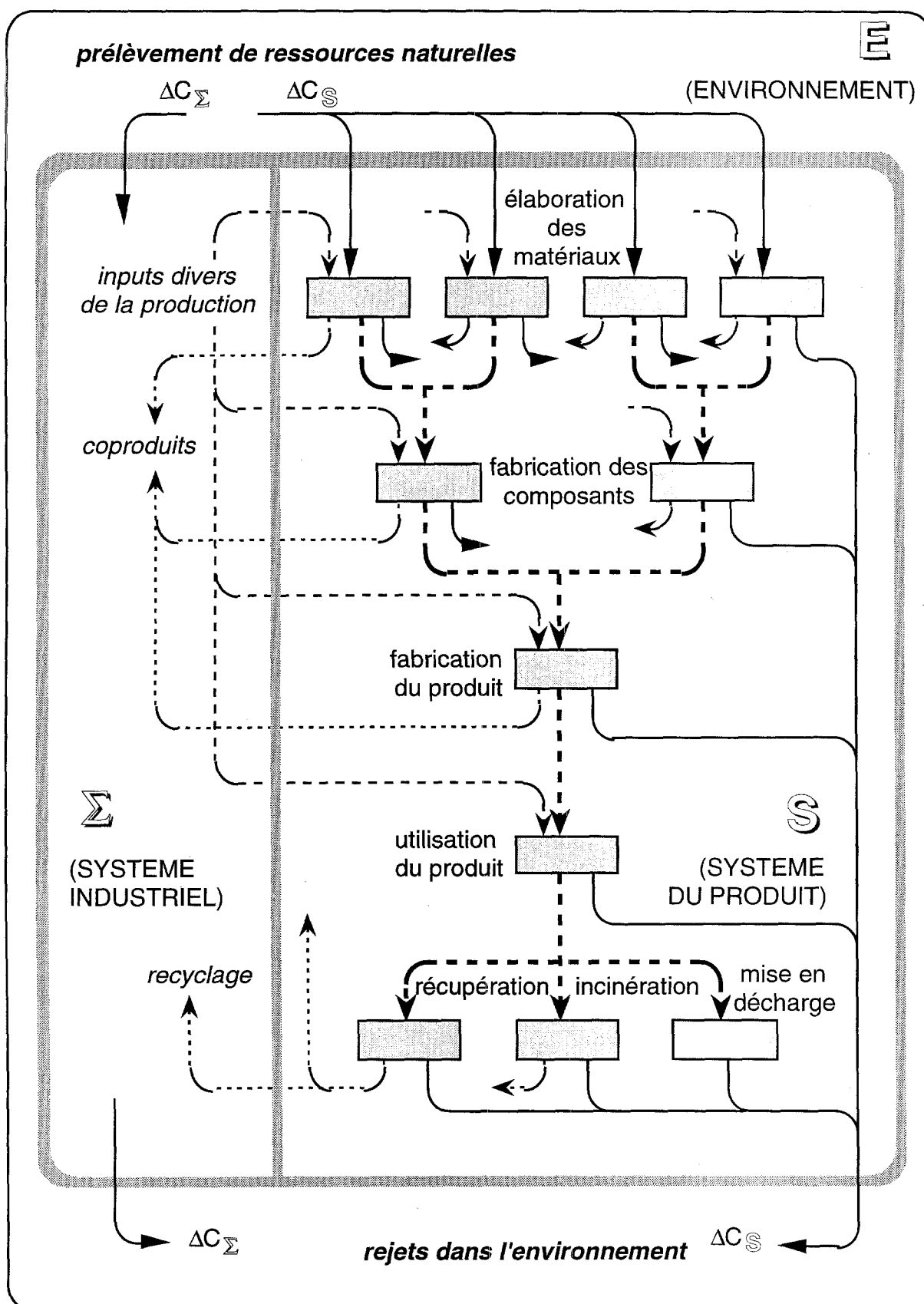
Ce faisant, ces études ne prennent pas en compte d'autres variations de la charge environnementale que nous diront induites ; elles négligent les conséquences que la variation ΔQ peut avoir sur un troisième ensemble, soit $\mathbb{\Sigma}$, qui est le reste du système industriel. Or \mathbb{S} et $\mathbb{\Sigma}$ sont en étroite connexion et toute variation ΔQ provoque des modifications dans le fonctionnement du système $\mathbb{\Sigma}$; elle entraîne donc indirectement une variation $\Delta C_{\mathbb{\Sigma}}$ de la charge exercée sur l'environnement par le système industriel $\mathbb{\Sigma}$. Cette variation $\Delta C_{\mathbb{\Sigma}}$ n'est pas nécessairement négligeable vis à vis de $\Delta C_{\mathbb{S}}$ (cf. graph. 1).

On a évoqué précédemment certaines des connexions entre \mathbb{S} et $\mathbb{\Sigma}$: la non-prise en compte dans \mathbb{S} d'une partie du cycle de vie, les co-produits... Mais la connexion va au-delà : \mathbb{S} et $\mathbb{\Sigma}$ se partagent la même enveloppe disponible de capitaux, de main d'oeuvre, de ressources naturelles et une grande part des composants de \mathbb{S} est physiquement produite dans des unités qui alimentent en même temps les marchés de $\mathbb{\Sigma}$.

Donnons quelques exemples d'effets induits possibles :

- diminuer la consommation de fuel lourd sur un marché peut tendre à faire baisser le prix de ce combustible et ainsi accroître la consommation sur un autre marché ; ou bien cela peut entraîner une modification du régime de fonctionnement des raffineries conduisant à une dégradation de la qualité environnementale des gazoles...
- accroître la production d'éthanol augmente celle de tourteaux et favorise des formes particulières d'élevage ; accroître la production de diester mobilise des surfaces agricoles, influe sur les valeurs foncières et peut induire une intensification d'autres cultures...
- accroître la production d'électricité nucléaire mobilise des ressources financières qu'on aurait pu envisager d'investir dans des équipements économisant l'énergie ; réduire la consommation d'énergie exige des programmes de travaux qui peuvent avoir un effet secondaire de relance de l'économie et d'accroissement des charges environnementales...

Le tissu industriel est donc un système très complexe. Il conviendra de garder en mémoire, notamment s'il s'agit d'éclairer des choix concernant des politiques à



d'après Guinée et al.

Environnement, système industriel et cycle de vie d'un produit

grande échelle, qu'un écobilan est une analyse statique alors que la réalité est dynamique.

les voies d'une recherche méthodologique

L'approche par la LCA des relations entre activités économiques et charges supportées par l'environnement est une démarche qui a le mérite de partir d'une analyse de terrain et de donner des matériaux de réflexion directement utilisables par les acteurs de la production. Cette démarche a été principalement développée par des praticiens ; une réflexion plus théorique serait utile pour valider certaines hypothèses qui la sous-tendent ou, au contraire, infléchir les pratiques.

Il nous semble cependant qu'on ne peut espérer tirer tout le bénéfice de cette approche qu'en la resituant dans une vision plus générale des relations économie - environnement. L'approche de type "bottom-up" de la LCA - remontant du produit au système industriel - serait beaucoup plus convaincante si elle était encadrée et trouvait son complément dans une approche de type "top-down" - descendant du système industriel vers les produits.

Un instrument de cette approche complémentaire peut être construit à partir d'un outil classique en économie, l'analyse des échanges interindustriels ou analyse Input-Output. Un courant de recherches a, depuis les années 70, cherché à intégrer la dimension de l'environnement dans de telles analyses.

Dès 1972, W. Leontieff, partant d'un tableau des échanges interindustriels entre les 90 branches de l'économie américaine et d'une évaluation par branche des émissions de cinq polluants principaux de l'air, calcule la charge environnementale intégrée dans le produit de chaque branche. Il établit, sur cette base des projections de l'évolution de la pollution en fonction d'hypothèses sur les modifications dans la structure des consommations et sur les changements technologiques. Il compare l'effet sur les prix des produits de différentes stratégies de réduction de la pollution (cf. réf. 12 et 13) .

Ce type de modélisation fait actuellement l'objet de travaux aux Etats Unis et en Allemagne en tant que complément aux approches LCA (cf. réf. 10 et 14). La charge environnementale d'un produit peut être évaluée en s'appuyant sur la LCA et sa finesse d'analyse pour ce qui concerne la filière principale du produit et sur l'analyse Input-Output, sa simplicité d'emploi et son exhaustivité, pour remonter l'arbre de production.

Pour tirer tout son parti de cette analyse Input-Output il serait souhaitable de pouvoir adapter le découpage en branches de l'économie à l'objectif spécifique qu'est la prise en compte de l'environnement. En effet, certaines branches et certaines opérations industrielles concentrent une grande part des émissions de pollution et justifient une analyse plus fine que d'autres.

Dans une perspective plus générale, on peut réfléchir à des modèles globaux Economie - Environnement construits par couplage de l'analyse Input-Output et de modèles économiques dynamiques.

4 LE PROBLEME DES DONNEES

Le problème des données est un problème crucial pour l'élaboration d'écobilans. Nous rappelions précédemment que la validité du résultat de toute modélisation dépend de la pertinence de la structure retenue pour le modèle et de la qualité des données. Ce dernier aspect prend un poids énorme si l'on considère la quantité des données qui doivent alimenter une analyse de cycle de vie : données sur le système de production des biens et services, l'organisation de la distribution, les conditions de consommation et le traitement des déchets, facteurs d'émissions à chacune de ces étapes... La réalité est que le modélisateur est souvent très démuni.

Il faut être conscient, en premier lieu, que la pollution chimique, par exemple, est constituée par le rejet dans l'environnement de milliers de composés chimiques de toutes natures et qu'on ne s'est réellement intéressé dans le passé qu'au suivi d'une petite part de ces composés dont l'émission était réglementée pour certaines catégories d'unités de production.

Ainsi, si l'on connaît les émissions réglementées de véhicules neufs, mesurées sur banc dans des conditions conventionnelles, on connaît mal les émissions dans les conditions de circulation réelles - embouteillages, parcours de montagne... - de véhicules plus ou moins âgés et plus ou moins bien entretenus.

En pratique, l'industriel qui souhaite établir l'inventaire des pollutions émises au cours du cycle de vie du produit qu'il fabrique est confronté à un problème difficile :

- il ne peut mesurer directement que les émissions correspondant aux opérations qu'il réalise lui-même ; ce seul travail demande souvent un effort important qui est extrêmement utile en tout état de cause ;
- la plus grande part des pollutions émises au cours du cycle de vie proviendra souvent d'opérations situées en amont ou en aval de celles que réalise lui-même le commanditaire de l'écobilan ; il n'était pas, jusqu'à présent, de pratique courante dans l'industrie que les fournisseurs ou que les clients communiquent "en cascade" le détail de leurs opérations de production et l'inventaire des émissions correspondantes, encore moins qu'ils autorisent le contrôle de leurs estimations ;

Les études reposent donc généralement sur des données d'origines diverses ⁷, de qualité hétérogène, peu vérifiables et cela constitue certainement un facteur qui limite la crédibilité des LCA.

Par delà les difficultés pratiques, l'alimentation des modèles en données appelle quelques remarques générales :

- pour une même opération industrielle les procédés mis en oeuvre, et par conséquent les facteurs d'émissions, peuvent varier d'un site à l'autre ; pour certains produits intermédiaires, on change rapidement de fournisseur - et donc, éventuellement, de structure d'émissions - en fonction de l'état du marché ; on peut établir l'écobilan d'une situation spécifique ou un écobilan représentatif d'une situation moyenne ;
- les techniques industrielles évoluent rapidement (les pressions en vue de protéger l'environnement sont un facteur important de cette évolution) ; dans la mesure où les études d' "écobilan" préparent des décisions portant sur l'avenir, les inventaires qu'il faudrait établir ne sont pas les inventaires historiques mais des inventaires prospectifs ...
- une partie des composants d'un produit donné provient généralement de l'étranger ⁸, parfois de pays pour lesquels on dispose de peu d'informations sur les conditions de production ⁹;

On est, en matière d'écobilans, à peu près dans la situation où seraient les études économiques si l'INSEE n'existait pas... Recommencer pour chaque étude un recueil direct de toutes les données nécessaires, en garantissant leur qualité et leur représentativité, est techniquement peu crédible et serait économiquement déraisonnable. Des réflexions sont menées au niveau international, notamment par l'IIASA, sur la constitution de bases de données pour les études de LCA.

Le contexte général du problème des données est au demeurant en train d'évoluer . En témoigne l'entrée en vigueur aux Etats Unis du "Toxic Release

⁷ Ainsi, le Bureau Helvétique de l'Environnement (BUWAL), a-t-il établi des écobilans standards pour un certain nombre de produits industriels intermédiaires ; ces standards, auxquels font référence de nombreuses études, ne sont censés rendre compte que du contexte industriel suisse...

⁸ Du fait des importations de biens, on fait en France une économie équivalant approximativement au tiers des émissions industrielles de SO₂ et de NO_x (base 1985, combustion + procédés ; cf. Breuil op. cit.) ; on ne sait pas exactement quel est le niveau effectif des émissions à l'étranger correspondant à la production de ces biens. En sens inverse, le tiers environ des émissions françaises de SO₂ et NO_x est attribuable à la production de biens destinés à l'exportation, échappant ainsi à une approche purement nationale de la consommation.

⁹ On peut évoquer, par exemple, les débats sur l'évaluation des fuites de méthane des gazoducs sibériens...

Inventory " (Right-to-Know Act de 1986 ¹⁰) . Une législation analogue serait en cours d'établissement au Canada et une entreprise comme ICI, en Grande Bretagne, aurait décidé de se soumettre volontairement à la même discipline. Dans certains pays, des syndicats industriels auraient engagé la constitution de bases de données LCA propres à leur profession.

5 LES PROBLEMES D'UTILISATION

L'écobilan a été défini par un praticien comme un *"tableau de bord de 200 chiffres qui résume les atteintes à l'environnement"* (cf. ref. 15) et il est vrai que l'inventaire des émissions de polluants et des consommations de ressources correspondant au cycle de vie d'un produit conduit au bout du compte à un imposant tableau de chiffres .

Quelques uns de ces chiffres peuvent être utilisables en l'état. L'examen des tableaux d'inventaire peut ainsi alerter sur l'importance de certaines émissions et mettre en évidence les étapes d'une filière de production où devraient être concentrés les efforts visant à réduire ces émissions. Cependant, ces tableaux d'inventaires bruts sont en général difficile à interpréter.

Ainsi, des détails techniques tels que le regroupement - ou le non-regroupement - des émissions relatives à des composés chimiques voisins peuvent-ils orienter, sans que l'on en ait toujours conscience, la lecture dans un sens ou un autre ¹¹ . De même, les représentations graphiques mettent généralement l'accent sur les variations relatives des niveaux d'émission plutôt que sur leur importance absolue et le choix des échelles peut modifier la perception du lecteur...

En fait, les données brutes ne sont parlantes, en dehors du cercle des spécialistes d'un domaine, que pour quelques polluants classiques. Elles ne permettent généralement pas à des responsables industriels, économiques, politiques... de se faire une idée claire des enjeux environnementaux essentiels qu'une décision peut impliquer.

Pour apporter une information réellement utile au décideur, il nous paraît donc indispensable d'aller au-delà de l'écobilan ; il faut expliciter ses résultats en

¹⁰ Obligation, pour toutes les entreprises de plus de 10 employés consommant plus de ~10 tonnes par an de l'un des produits figurant sur une liste de 300 produits chimiques, de déclarer toutes leurs émissions dans l'environnement.

¹¹ Un inventaire peut ne comporter qu'une seule ligne "COV" (composés organiques volatils), ou bien, au contraire, détailler une liste d'une trentaine de ces composés... De tels choix de présentation ne sont pas tout à fait sans conséquence comme en témoigne l'expression caractéristique *"la plupart des émissions sont plus faibles dans tel cas de figure que dans tel autre..."* qui donne implicitement à chaque ligne de l'inventaire la même importance.

termes d'impacts sur l'environnement et le faire sous une forme suffisamment synthétique. Bien entendu, synthétiser l'information c'est comme concentrer un minerai : on obtient une information plus dense, mais, dans le même temps, on perd une partie de cette information. Jusqu'ou faut-il aller ?

Des réflexions autour de ce problème sont menées dans différents pays . Elles visent à constituer, à partir de l'inventaire brut des émissions, un jeu d'indicateurs rendant compte de manière intelligible de l'effet que peut avoir un choix industriel au regard des grands problèmes d'environnement . Ce jeu d'indicateurs dessine ce que l'on appelle le "profil environnemental" du produit.

Une telle approche a été initiée aux Pays-Bas dans le cadre du NEPP (National Environmental Policy Plan). On a :

- établi la liste des grands problèmes environnementaux ;
- défini pour chacun de ces problèmes un indicateur exprimant la pression supportée par l'environnement ;
- formulé les relations entre, d'une part, les niveaux d'émission de différents polluants, d'autre part, les variations de chaque indicateur ;
- évalué les niveaux auxquels se situent actuellement ces indicateurs pour les Pays Bas et fixé les objectifs de réduction de ces niveaux pour la durée du Plan.

Sur cette base, et à partir de l'écobilan d'un produit, on peut évaluer quel effet une variation de la consommation de ce produit a sur chacun des grands problèmes environnementaux (cf. tab. 1).

Un tel cadre d'évaluation, qui assure une cohérence des critères de décision entre les niveaux macro et micro-économique, apparaît très séduisant . Il ne constitue cependant, dans son état actuel, qu'une sorte d'ébauche . La mise au point d'indicateurs tout à la fois commodes et représentatifs de la réalité physique implique, pour certains problèmes, un important travail scientifique de modélisation (cf. ref. 16).

Peut-on aller plus loin ? Expliciter ainsi les enjeux environnementaux apporte indéniablement un éclairage utile au décideur. Mais comment décider lorsqu'une action envisagée a des effets positifs au regard de certains problèmes environnementaux, négatifs pour d'autres, ou bien lorsqu'il faut mettre en balance les effets sur l'environnement avec d'autres critères de décision, de nature économique ou sociale ? De tels choix impliquent que, d'une façon ou d'une autre - implicitement ou explicitement -, on attribue des valeurs à différentes catégories d'impacts sur l'environnement.

problèmes environnementaux	inputs/outputs impliqués	indicateurs
<u>effet global</u>		
effet de serre	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFC, HCFC, HFC ...	global warming potential GWP
destruction de la couche d'ozone stratosphérique	CFC, CCl ₄ , halons	ozone depletion potential ODP
<u>effet direct localisé</u>		
dispersion de substances toxiques et/ou écotoxiques	très nombreux composés chimiques	indice combinant toxicité (éco-toxicité), potentiels de bioconcentration, biodégradation
acidification	SO ₂ , NO _x , NH ₃ , HCl, HF...	acid equivalents AE
eutrophisation	Composés phosphorés et azotés	manure equivalent factor MEQ
formation d'ozone photochimique dans la troposphère	- Composés organiques volatiles, CO - NO _x	photochemical ozone creation potential POCP
radiations		
rejets de chaleur		quantités de chaleur
gènes due aux bruits, aux odeurs		superficie des zones concernées
production de déchets	déchets dangereux	
<u>épuisement de ressources naturelles</u>		
ressources non renouvelables	énergétiques minérales	quantités d'énergie indice avec pondération par la rareté surface
consommation d'espace		

Tab. 1 : Esquisse d'un schéma d'analyse d'impacts industriels sur l'environnement.

A ce niveau, les évaluations sont clairement de nature socio-politique. Des approches plus ou moins formalisées visent à mettre en évidence pour les décideurs des éléments "objectifs" dans les termes du choix. On parle à ce propos de "valorisation" des impacts.

L'opportunité d'une valorisation des objectifs environnementaux est l'objet de débats. On observera cependant que par le seul fait de fixer des objectifs quantitatifs de réduction des pressions sur l'environnement, on définit un niveau de dépenses socialement acceptable pour réaliser ces objectifs et on fixe donc implicitement la valeur que l'on accorde à la réduction des problèmes environnementaux.

6 POUR UNE APPROCHE REALISTE DES ECOBILANS

« *Les industriels ne savent pas exactement pourquoi ils demandent un écobilan et ce qu'ils vont obtenir* » constatait récemment un praticien (cf. ref. 17). Pour le bon usage des écobilans en France, il serait utile que chacun puisse voir concrètement ce que sont des écobilans et comment ils sont fabriqués, de façon à mieux mesurer à la fois ce qu'ils peuvent apporter et quelles sont leurs limites.

Dans les pays qui, comme le nôtre, découvrent les écobilans, on devrait porter une grande attention aux enseignements que tirent de leur expérience des pays où la LCA est une pratique ancienne. L'avant-propos au Guide Méthodologique des études de LCA édité par l'Agence pour la Protection de l'Environnement des Etats Unis (cf. ref. 4) est, à cet égard, révélateur. Considérant les controverses dont font l'objet les LCA à la suite de publications revendiquant la supériorité en termes d'environnement de tel ou tel produit sur tel autre, l'auteur estime que l'on ne peut tirer, directement, que des conclusions très limitées d'un écobilan puisqu'il ne comporte pas en lui-même de jugement sur les impacts associés aux émissions. Il insiste sur les risques de mauvaise mise en oeuvre des LCA (choix orienté des données prises en considération, compte-rendu sélectif des résultats, extrapolation hâtive de conclusions au delà des limites de la situation réellement étudiée...) ainsi que sur les risques résultant d'une communication publique d'études résumées et tronquées.

Dans le même sens, un expert d'une des grandes fondations américaines de défense de l'environnement souligne la marge d'incertitude très importante qui affecte les résultats des LCA du fait de l'insuffisance des données. Il estime que l'on ne peut pas, à l'heure actuelle, utiliser de manière valable les LCA pour des usages "externes" tels que la comparaison de produits et la publicité (cf. ref. 18). C'est un diagnostic semblable qui ressort des réflexions engagées au niveau européen dans le cadre de la SETAC. En témoignent, les conclusions des différentes tables rondes du séminaire de Leiden du 2/3 décembre 1991 (cf. ref. 7).

En revanche, utilisée pour leurs besoins internes par des organisations qui, conscientes des limites de cette approche, en acceptent les incertitudes et les imperfections, la LCA peut - par les analyses qualitatives qu'elle implique autant que par ses résultats quantitatifs - être une porte d'entrée sur le management environnemental et un stimulant de la réflexion.

Un premier type d'application est l'aide à la conception de produit. Parallèlement à une approche économique du design d'un produit - analyse de la valeur, coût objectif -, on peut favoriser la prise en compte de préoccupations environnementales en mettant à la disposition des concepteurs des outils d'utilisation simple tels que banques de données et logiciels. C'est l'objectif qui a été poursuivi à travers les travaux suisses du BUWAL ou ceux du système EPS de l'Institut Suédois de Recherche Environnementale. La condition sine qua non de succès d'une telle démarche est que l'on puisse dégager un consensus sur un système simple de valorisation des impacts environnementaux de différentes natures. Les éco-points suisses, l' "environmental load unit" (ELU) suédois sont des préfigurations de tels systèmes

Un second type d'application de la LCA pourrait être l'analyse environnementale de grandes filières industrielles au sein de groupes de travail associant les différents acteurs de la filière. C'est, par exemple, la démarche qu'engage l'Association de l'Industrie Chimique Néerlandaise sous l'appellation de Integrated Substance Chain Management (cf. ref. 19). L'approche mise en oeuvre consiste à :

- identifier les principaux impacts environnementaux de la filière,
- imaginer des actions possibles pour réduire ces impacts ¹²,
- déterminer le "profil environnemental" de chacune de ces actions,
- procéder à son évaluation économique,
- sélectionner les actions les plus intéressantes et étudier les conditions de leur mise en oeuvre,
- suivre la réalisation du programme.

La LCA est un outil central dans cette démarche. Mais elle est utilisée avec pragmatisme ; plutôt que de chercher à tout prix l'exhaustivité, on concentre l'attention sur les 20% du système qui sont la source de 80% des émissions ; plutôt que de fixer à priori des niveaux élevés d'exigence quant à la précision des données, on procède par approximations successives ; il est fréquent, en effet, que des analyses de sensibilité montrent que même des incertitudes importantes sur certaines données ne changent pas le positionnement relatif des actions...

Travailler sur un mode coopératif entre décideurs représentant des intérêts différents, dans un domaine où l'incertitude est une caractéristique incontournable des problèmes traités, impose des règles de conduite rigoureuses dans l'emploi de

¹² par exemple : réduction des émissions par épuration des effluents, investissement dans des technologies propres, substitutions de matières premières, recyclage ou réutilisation de déchets..

l'outil LCA. Le maître mot est sans doute celui de transparence : rendre compte clairement des limites d'une étude, expliciter les hypothèses, indiquer la source de chaque donnée et sa qualité, évaluer l'incertitude affectant les résultats du fait des incertitudes sur les données, analyser les écarts constatés par rapport à d'autres études...

Ainsi conçue, la réalisation d'études de LCA est sans aucun doute une activité stimulante ¹³, apportant à l'entreprise une conscience plus claire des problèmes d'environnement industriel et ouvrant à une nouvelle culture.

7 UN GRAND CHANTIER POUR L'AVENIR

Par delà les mérites et les limites de telle ou telle méthodologie particulière, il est clair que notre société a besoin que soient mieux évalués les impacts sur l'environnement des choix industriels.

Etant donné l'importance de ce problème et sa difficulté, il nous paraît nécessaire d'intensifier les actions de recherche dans ce domaine. Il serait souhaitable que ces actions de recherche soient menées conjointement par les diverses institutions qui ont une responsabilité en matière d'environnement industriel, qu'elles s'appuient sur l'ensemble des organismes scientifiques compétents dans le domaine, qu'elles associent à la réflexion industriels et organisations concernées. Au niveau international, de telles actions devraient naturellement rechercher une complémentarité avec celles qui sont engagées par divers pays dans la même perspective.

BIBLIOGRAPHIE

- (1) Brundtland, G H (1987) *Our common future, Rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement* (Oxford University Press).
- (2) *Bundesamt für Umweltschutz, Berne, Schriftenreihe Umwelt n° 24 (1984) Oekobilanzen von Packstoffen, Stand 1990, n° 133 (1990) Methodik für Oekobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung, ein Bericht der Arbeitsgruppe Oeko-Bilanz, n° 132 (1991) Oekobilanzen von Packstoffen.*
- (3) Alber, S (1985) *Ökobilanzen von Verpackungssystemen : Theoretische Grundlagen, Institut für Wirtschaft und Umwelt des Österreichischen Arbeiterkammertages, Information zur Umweltpolitik Nr 24/Oktobre 1985.*

¹³ Thèmes de LCA abordés récemment : écobilan d'un déplacement par avion, écobilan d'une communication téléphonique...

- (4) *Risk Reduction Engineering Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency* (draft for peer review, sept. 91) *Product Life-Cycle Assessment : Inventory Guidelines and Principles*.
- (5) Guinée, J B et al. (1991) *Manual for the Environmental Life Cycle Analysis of Products ; Outline (first draft version), Leiden University - TNO - B & G, Pays Bas*.
- (6) *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (1991) *A Technical Framework for Life-Cycle Assessment, Smugglers Notch Workshop Report, Washington D.C., USA*.
- (7) *Society of Environmental Toxicology and Chemistry - Europe Workshop* (1992) *Life Cycle Assessment, SETAC, av. E. Mounier 83, box 1, 1200 Bruxelles*.
- (8) Pedersen, B, Christiansen, K (1992) *A Meta-review on Product Life Assessment, in preparation for The Nordic Council of Ministers (Manuscript as of january 1992)*.
- (9) AFNOR (1983) *Matières premières et énergie, vocabulaire et méthodologie de la détermination du contenu énergétique, norme X 30-110*.
- (10) Hohmeyer, O (1992) *The Analysis of Indirect Emissions Due to Intermediate Production, OECD/IEA Expert Workshop on Life-Cycle Analysis, Paris 21/22 mai 1992*.
- (11) Breuil, J M (1992) *Modélisation Economique des Emissions de Polluants Atmosphériques, Thèse de Doctorat en Sciences Economiques, Université de Bourgogne*.
- (12) Leontieff, W (1970) *Environmental repercussions and the economic structure : an input-output approach, International Symposium on Environmental Disruption in the Modern World*.
- (13) Leontieff, W (1972) *Air pollution and the economic structure : empirical results of input-output computations, in "Input-Output Techniques" (A. Brody ed., North-Holland Publishing Co.)*.
- (14) Morris, L C (1992) *Life Cycle Analysis of Energy Systems : Methods and Experience, OECD/IEA Expert Workshop on Life-Cycle Analysis, Paris 21/22 mai 1992*.

- (15) *Amicale des Ingénieurs du Corps National des Mines, Groupe Action Locale de l'Administration*, réunion du 12 mai 1992, Environnement, quels outils pour quelles stratégies ? orateur Bruno Heintz.
- (16) Finnveden, G (1992) Classification (Impact Analysis) in Connection with Life Cycle Assessments - a Preliminary Study, *Swedish Environmental Research Institute* (Manuscript prepared for *The Nordic Council of Ministers*).
- (17) CONFERE (1991) Séminaire Conception de Produit et Environnement, réunion du 12 décembre 1991, compte rendu d'une intervention de M. B. Heintz.
- (18) Denison, R D (1991) A Code of Ethical Conduct for Life Cycle Assessments, *Environmental Defense Fund* (Draft - 3 janvier 1991).
- (19) *Vereniging van de Nederlandse Chemische Industrie* (1991) Integrated Substance Chain Management, Pays Bas.